

四川旋木雀栖息地破碎化与保护空缺分析

谢文冬^{①②} 宋凯^① 朱磊^③ 方昀^① 敏正龙^④ 孙悦华^{①*}

① 中国科学院动物研究所动物生态与保护生物学国家重点实验室 北京 100101; ② 中国科学院大学生命科学学院 北京 100049;
③ 广西海洋科学院 (广西红树林研究中心) 南宁 530007; ④ 甘肃白水江国家级自然保护区管理局 陇南 746400

摘要: 国家公园在保护旗舰物种的同时, 常对同域分布的其他物种具有附带保护作用, 有助于对研究匮乏物种的保护。四川旋木雀 (*Certhia tianquanensis*) 是青藏高原东南缘地区分布的中国特有鸟类, 分布区域狭窄, 且对原始高山针叶林具有很强的偏好性, 与野生大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*) 的分布区存在部分重叠。人为活动导致的原始栖息地丧失正在威胁着四川旋木雀的生存, 该物种已于 2021 年被列为国家二级重点保护野生动物。目前对于四川旋木雀栖息地选择的研究较为匮乏, 但其栖息地可能受到了同域旗舰物种大熊猫的保护附带作用。为检验四川旋木雀的栖息地是否受到了良好保护, 本研究利用物种分布模型结合功能性栖息地斑块分类模型对其栖息地斑块进行了预测和功能划分, 并对其整体栖息地破碎化程度进行了量化。将四川旋木雀的栖息地划分为内部斑块、破碎斑块、过渡斑块、边缘斑块、穿孔斑块和其他斑块。自然保护区、国家公园与四川旋木雀分布区之间的叠加分析表明, 四川旋木雀总分布面积约为 195 800 km², 其中 26.9% 的栖息地受到保护, 受保护的栖息地类型多为内部斑块。四川旋木雀内部斑块仅约占总分布面积的 18.7%, 整体栖息地破碎化严重。大熊猫国家公园所保护的四川旋木雀栖息地达到四川旋木雀分布总面积的 8.4%, 而且基本为其核心分布区, 这表明四川旋木雀受到了大熊猫国家公园旗舰物种良好的伞护作用。然而, 四川旋木雀的边缘破碎化栖息地尚缺乏保护, 在未来保护措施规划中应提高其边缘栖息地的连通性。

关键词: MaxEnt; 栖息地破碎化; 伞护作用; 大熊猫国家公园; 四川旋木雀

中图分类号: Q958 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263 (2024) 06-817-11

Habitat Fragmentation and Protection Gap Analysis of Sichuan Treecreeper *Certhia tianquanensis*

XIE Wen-Dong^{①②} SONG Kai^① ZHU Lei^③ FANG Yun^① MIN Zheng-Long^④ SUN Yue-Hua^{①*}

① Key Laboratory of Animal Ecology and Conservation Biology, Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101;

② College of Life Sciences, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049; ③ Guangxi Academy of Marine Sciences (Guangxi Mangrove Research Center), Nanning 530007; ④ Gansu Baishuijiang National Nature Reserve Administration, Longnan 746400, China

Abstract: [Objectives] In the process of protecting flagship species, the national park often has an ancillary

基金项目 国家自然科学基金项目 (No. 32370526);

* 通讯作者, E-mail: sunyh@ioz.ac.cn;

第一作者介绍 谢文冬, 男, 博士研究生; 研究方向: 鸟类生态学; E-mail: xiewd@ioz.ac.cn.

收稿日期: 2024-06-15, 修回日期: 2024-09-01 DOI: 10.13859/j.cjz.202424143

protection effect on other species with similar distributions, thus promoting the conservation of species with limited research. As an endemic bird on the southeastern edge of the Qinghai-Tibet Plateau in China, Sichuan Treecreeper *Certhia tianquanensis* has a narrow territory with a strong preference for pristine high-elevation coniferous forests, and part of its range coincides with that of Giant Pandas *Ailuropoda melanoleuca*. Loss of pristine habitat due to human activities are threatening the survival of the Sichuan Treecreeper, leading to its classification as a national Grade II wildlife species in 2021. Although the habitat selection of Sichuan Treecreeper has not been well studied, its habitat may have ancillary protection from the flagship species, Giant Pandas. **[Methods]** In order to verify whether this ancillary protection effect is effective in maintaining the core habitat of Sichuan Treecreeper, a species distribution model was applied, in conjunction with functional habitat patch classification model, to predict and functionally classify its habitat. In addition, the degree of overall habitat fragmentation was quantified. Five commonly used metrics, Patch number, Patch density, Landscape shape index, Largest patch index and Correlation length were selected to measure the degree of habitat fragmentation of Sichuan Treecreeper. In this study, habitat of Sichuan Treecreeper was categorized into interior patches, small patches, transitional patches, edge patches, perforated patches, and other patches of undetermined category. **[Results]** Overlay analysis of model predictions with protected areas showed that Sichuan Treecreeper had a total potential distribution area of approximately 195 800 km², with 26.9% of its habitat under protection, most of which belonged to the core patches. However, only about 18.7% of the area belonged to the core range of Sichuan Treecreeper, indicating that the overall habitat was severely fragmented (Fig. 1). The interior habitat mainly located in the central and northeastern parts of Sichuan Province, the southern part of Gansu Province, and the southern part of Shaanxi Province in China. The high density of patches indicated that the habitat of Sichuan Treecreeper suffered from anthropogenic disturbance and poor connectivity. The environmental variable that contributed most to model construction was elevation (22.6%), followed by warmest quarter precipitation (13.5%), driest quarter mean temperature (12.9%), and vegetation cover type (11.0%) (Fig. 2). The potential habitat of Sichuan Treecreeper distributed near 2 500 m a.s.l., mainly inhabiting closed evergreen coniferous forests and closed evergreen broadleaf forests close to water sources. Sichuan Treecreeper prefers forests with steeper slopes and low human disturbance. Within a certain range, the Sichuan Treecreeper has an optimal adaptation zone to climatic conditions, with no clear preference for either slope aspect or forest cover. Among all the protected areas, the Giant Panda National Park protected the largest area of Sichuan Treecreeper habitat, accounting for 8.4% of the total potential distribution area (Table 1). **[Conclusion]** In conclusion, Sichuan Treecreeper received positive ancillary protection effects from the Giant Panda National Park, in which the core distribution area was well covered. However, the marginal fragmented habitat of Sichuan Treecreeper lacks adequate protection. According to the protection gap analysis, the unprotected core habitat is located in the southern part of Gansu Province (northeastern Diebu County). Detailed surveys of Sichuan Treecreeper are needed in this area to determine whether it is the actual habitat of the Sichuan Treecreeper. For the planning of future conservation measures, it is important to strengthen the restoration of connectivity in edge habitats, which is crucial for maintaining and restoring the connectivity of its distribution range.

Key words: MaxEnt; Habitat fragmentation; Ancillary protection; Giant Panda National Park; Sichuan Treecreeper

旗舰种 (flagship species) 是指具有区域生态代表性的濒危物种, 通过对旗舰物种的保护可以促进社会对生物多样性保护的关注 (李春铎等 2023)。旗舰物种的长期保护也是国家公园管理的宗旨之一, 是保护工作投入与国家公园规划的主要目标 (范志勇 2018)。有研究表明, 这种基于旗舰物种的保护策略能够潜在地为同域分布的其他研究匮乏的珍稀物种提供伞护作用 (Bennett et al. 2015)。如贵州草海国家级自然保护区对旗舰物种黑颈鹤 (*Grus nigricollis*) 的保护使得该地多种珍稀物种的种群数量上升, 说明保护旗舰物种对于恢复重要栖息地的重要作用 (Zhang et al. 2023)。

四川旋木雀 (*Certhia tianquanensis*) 隶属于雀形目 (Passeriformes) 旋木雀科 (Certhiidae) 旋木雀属 (郑光美 2023)。目前, 全球已知旋木雀属鸟类共有 9 种 39 亚种 (Gill et al. 2024), 其中分布范围最广的为欧亚旋木雀 (*C. familiaris*), 广泛见于俄罗斯、中国北部以及欧洲的古北界 (Palearctic) 地区。我国特有鸟类四川旋木雀的分布区狭窄, 仅见于青藏高原东南缘地区。该种直到 20 世纪 90 年代才由我国鸟类学家李桂垣先生发现, 最初将其定为欧亚旋木雀的亚种 (*C. f. tianquanensis*) (李桂垣 1995)。此后, Martens 等 (2002) 根据鸣声以及形态学和分子生物学的研究, 发现其与欧亚旋木雀相差较大, 将其提升为独立物种。

以往研究发现, 四川旋木雀对巢址的选择非常严格, 仅在原始的高山针叶林中繁殖 (孙悦华等 2005, Sun et al. 2009), 森林开发、道路、建筑、旅游等人类活动等都会影响其繁殖行为 (Martens et al. 2002)。由于其分布范围狭窄且栖息地受到严重威胁, 四川旋木雀在 2021 年已被列为国家二级重点保护野生动物。目前仍缺乏对四川旋木雀整体栖息地状况的评估, 并且没有对该物种制定针对性保护措施。由于其分布区与野生大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*) 有所重叠, 因此四川旋木雀可能受惠于大熊猫保护工作的附带效益。

物种生态位模型 (ecological niche models) 的应用极大地推动了稀有物种保护工作的发展, 对研究匮乏的物种分布区进行预测, 可以制定更有针对性的保护措施 (Zhang et al. 2020)。其中, 最大熵物种分布模型 (MaxEnt model) 自 2006 年开发以来得到了广泛的应用, 在小样本量的模型构建中表现突出, 能够仅基于物种的存在数据, 更为准确地预测物种生态位 (Phillips et al. 2006), 是预测小数据量稀有物种准确度最高的模型方法 (McCune 2016, Zhao et al. 2022)。

模型预测的物种潜在栖息地可以作为景观尺度上破碎化分析的基础 (魏辅文等 2014)。物种栖息地的斑块化会阻碍动物的扩散行为, 从而限制动物种群之间的基因交流, 对动物的生存造成威胁。四川旋木雀受人类干扰和土地利用改变等因素的影响, 其栖息地可能面临严重破碎化的风险, 进而对其扩散和繁殖等行为产生严重影响 (Fletcher et al. 2018)。本研究利用物种分布模型预测四川旋木雀的潜在栖息地, 并对其保护空缺进行分析。为进一步量化现有自然保护区和国家公园对四川旋木雀的保护效益, 我们计算了四川旋木雀物种整体栖息地的破碎化水平, 在常用的破碎化指标基础上对不同斑块进行了功能性区分 (Mohammadi et al. 2021)。最后结合各类型栖息地的受保护程度来衡量四川旋木雀目前的受保护效益与空缺, 为有针对性的保护措施制定提供依据。

1 研究方法

1.1 物种分布数据

本研究整理了 2005 年至 2010 年野外观察积累的 11 处四川旋木雀分布数据, 并通过物种多样性信息数据库 (Global Biodiversity Information Facility, GBIF) 检索和 28 处文献记载数据进行补充 (检索截止于 2022 年 6 月 20 日, 仅采用 2000 年以后的数据), 随后以 1 km 为数据点间的最小距离对数据重复值进

行删除, 以规避数据之间过于密集而造成的空间自相关效应, 避免因此导致的模型准确度下降 (Ahmadi et al. 2023)。每一条物种分布数据均通过图新地球 (4.2.5.0 版, www.tuxingis.com) 对数据点的精确位置进行查验和校准, 去除其中与该物种栖息地特征不符的数据点。最终得到四川旋木雀分布位点共 94 处, 该数据量满足 MaxEnt 模型构建的条件 (Hernandez et al. 2006)。

1.2 环境变量与筛选

模型构建中使用的 19 种气候数据与全球海拔数据来源于 Worldclim 1.4 数据库 (worldclim.org), 人类干扰指数 (Human influence index) 来源于美国 SEDAC 数据中心 (The Last of the Wild Project 2005), 地表覆盖类型数据 (land cover and land use) 来源于中国科学院空天信息创新研究院数据共享服务系统 (Zhang et al. 2021), 研究区域森林覆盖率数据来源于美国 GLAD 数据库 (Hansen et al. 2013)。研究中利用 ArcGIS 10.7 从海拔数据中提取了研究区域的坡度与坡向数据, 并根据植被覆盖数据计算了研究区域各点至森林、水源以及农田的欧氏距离 (Euclidean distance)。通过 ArcGIS 10.7 对所有数据分辨率进行统一, 所有环境数据均采用 1 km 栅格分辨率, 并转换为 ASCII 格式。27 种环境变量的信息见附录 1。

为避免环境数据的空间自相关, 或多重共线性效应对模型的影响, 利用 IBM SPSS Statistics 26 对所有环境变量进行多重共线性检验, 通过构建线性模型计算每一项环境变量的方差膨胀系数 (variance inflation factor, VIF) 与两两变量间的相关性系数 (correlation coefficients), 仅保留 VIF 不超过 5 且两两变量间的相关性系数不超过 0.8 的环境变量 (Brambilla et al. 2020)。

1.3 模型构建

研究中使用最大熵物种生态位模型 (MaxEnt 3.4.4 版) 对四川旋木雀的潜在分布

区进行预测, 设置收敛阈值 (convergence threshold) 为 10^{-5} , 最大迭代次数 (maximum number of iterations) 为 500 次 (Lu et al. 2012)。本研究中利用校正后的赤池信息准则值 (Bias-corrected Akaike's information criterion, AICc) 对模型的规范化乘数 (regularization multiplier) 进行优化, 在 0.2 至 2 间设置梯度检验, 对四川旋木雀进行模型构建, 选取 AICc 值最小时的规范化乘数。模型其他参数保持默认设置 (Brambilla et al. 2020)。

模型结果采用 Logistic 输出格式, 模型结果预测物种分布概率为 0 至 1 范围内变化的连续变量, 0 代表在该区域内物种分布的可能性极小, 1 代表该区域内物种的适宜性极高。采用 10 倍交叉验证 (10-fold cross-validation) 的方式对模型训练结果进行检验, 即模型重复 10 次, 以 10 次重复构建的平均值作为最终结果 (Flory et al. 2012, 杨启杰 2021)。选取 10% 训练存在阈值 (10 percentile training presence logistic threshold) 作为物种存在的最低限度阈值 (Brambilla et al. 2020), 对物种的适宜性概率连续分布划分为二值分布, 适宜性低于该阈值的区域被划分为 0, 代表物种不存在的区域, 而高于这一阈值的区域被划分为 1, 代表四川旋木雀的存在区域。

1.4 模型评价

采用三项指标对模型构建结果进行综合评价, 包括受试者工作特征曲线 (receiver operating characteristic, ROC) 下的面积 (area under the curve, AUC) 值、Kappa 指数和真实技巧统计指数 (true skill statistics, TSS)。使用刀切法 (jackknife test) 检验各环境因子在模型中的贡献值和重要程度, 并计算四川旋木雀的分布适宜性与不同环境因子之间的响应曲线 (Moreno et al. 2011)。一般 AUC 值大于 0.8 代表模型的预测结果良好, 即可以利用模型进行下一步分析 (Pearce et al. 2000)。Kappa 指数与 TSS 指数则依赖于模型选择。本研究中采用 10% 训练存在阈值对物种存在与否进行划

分, 并计算 Kappa 指数与 TSS 指数 (Cohen 1960, Allouche et al. 2006, Fitzpatrick et al. 2011)。一般认为 Kappa 指数与 TSS 指数在 0.6 ~ 0.8 代表模型表现良好, 0.8 ~ 1.0 之间代表模型表现极好, 小于 0.4 则代表模型构建失败 (Thuiller et al. 2009)。Kappa 指数与 TSS 指数使用 R 语言进行计算。

1.5 栖息地破碎化分析

为了探究四川旋木雀的栖息地破碎化情况, 本研究对其潜在分布区进行了多角度综合分析。由于缺乏对于研究物种扩散距离的研究, 因此参考短趾旋木雀 (*C. brachydactyla*) 的扩散距离 (Clergeau et al. 1997), 为 300 ~ 8 000 m。本研究选择常用的 5 种指标来衡量四川旋木雀的栖息地破碎化程度, 即斑块数量 (patch number, NP)、斑块密度 (patch density, PD)、景观性形状指数 (landscape shape index, LSI)、最大斑块指数 (largest patch index, LPI) 和相关性长度 (correlation length, CL) (Mohammadi et al. 2021)。由于分辨率为 1 km 栅格, 因此破碎化分析分别以 1 000 m、2 000 m、4 000 m 和 8 000 m 作为扩散距离。指数计算在 Fragstats 4.2.1 中进行。

为进一步区分四川旋木雀的栖息地功能性斑块, 并对不同程度破碎的栖息地斑块进行分类, 研究中以不同斑块在物种栖息时所起到的功能进行分类, 分别计算固定大小取样窗口内的四川旋木雀适宜分布栅格所占比例 (P_f) 和一对相邻适宜栅格在取样窗口中所有 12 对上下、左右相邻的栅格对中所占的比例 (P_{ff}) (Riitters et al. 2000)。以计算所得到的 P_f 与 P_{ff} 值为标准, 对四川旋木雀的分布区进行功能划分, 定义: (1) $P_f = 1.0$ 的区域为内部斑块 (interior); (2) $P_f < 0.4$ 的区域为破碎斑块 (patch); (3) $0.4 \leq P_f < 0.6$ 的区域为过渡斑块 (transitional); (4) $P_f \geq 0.6$ 且 $P_{ff} > P_f$ 的区域为边缘斑块 (edge); (5) $P_f \geq 0.6$ 且 $P_{ff} < P_f$ 的区域为穿孔斑块 (perforated); (6) $P_f > 0.6$ 且 $P_{ff} = P_f$ 的区域为未定义斑块

(undetermined)。以上分类工作在 MATLAB R2021A 中完成, 并将结果转化为 ASCII 文件, 将取样窗口在四川旋木雀潜在分布区移动计算后的栅格分类结果作为地图输出到 ArcGIS 10.7 进行可视化。

2 结果

2.1 模型评价

模型构建中对环境变量进行了筛选, 最终保留了 8 种气候数据, 包括昼夜温差月均值 (mean diurnal range, BIO2)、昼夜温差与年温差比值 (isothermality, BIO3)、最湿季度平均温度 (mean temperature of wettest quarter, BIO8)、最干季度平均温度 (mean temperature of driest quarter, BIO9)、最干月降水 (precipitation of driest month, BIO14)、降水变化方差 (precipitation seasonality, BIO15)、最暖季度降水 (precipitation of warmest quarter, BIO18) 和最冷季度降水 (precipitation of coldest quarter, BIO19), 以及海拔、坡度、坡向、人类干扰指数 (HII)、植被覆盖类型 (land use and land cover, LULC)、距森林 (forest)、水源 (water) 的欧氏距离以及森林覆盖度 (tree cover)。最终将以上 16 种环境变量纳入四川旋木雀的当前潜在分布区模型构建之中。

结果表明, 模型成功对四川旋木雀的潜在分布区进行了构建, 模型的 AUC 值 0.991 ± 0.003 , 表明模型表现良好, 并且 Kappa 值为 0.727, TSS 值为 0.892, 综合参数表明模型构建结果可用于进一步分析。模型阈值采用 0.306。模型分析显示, 四川旋木雀的潜在栖息地分布于我国青藏高原东部边缘和秦岭区域, 包括甘肃省南部、陕西省南部和四川省中部及东北部, 潜在栖息地面积约为 195 800 km² (图 1a)。

2.2 模型结果分析

通过模型构建分析了各环境因子在模型中的贡献 (图 2), 贡献度最高的环境变量为海拔 (22.6%), 其次为最暖季度降水 (13.5%)、

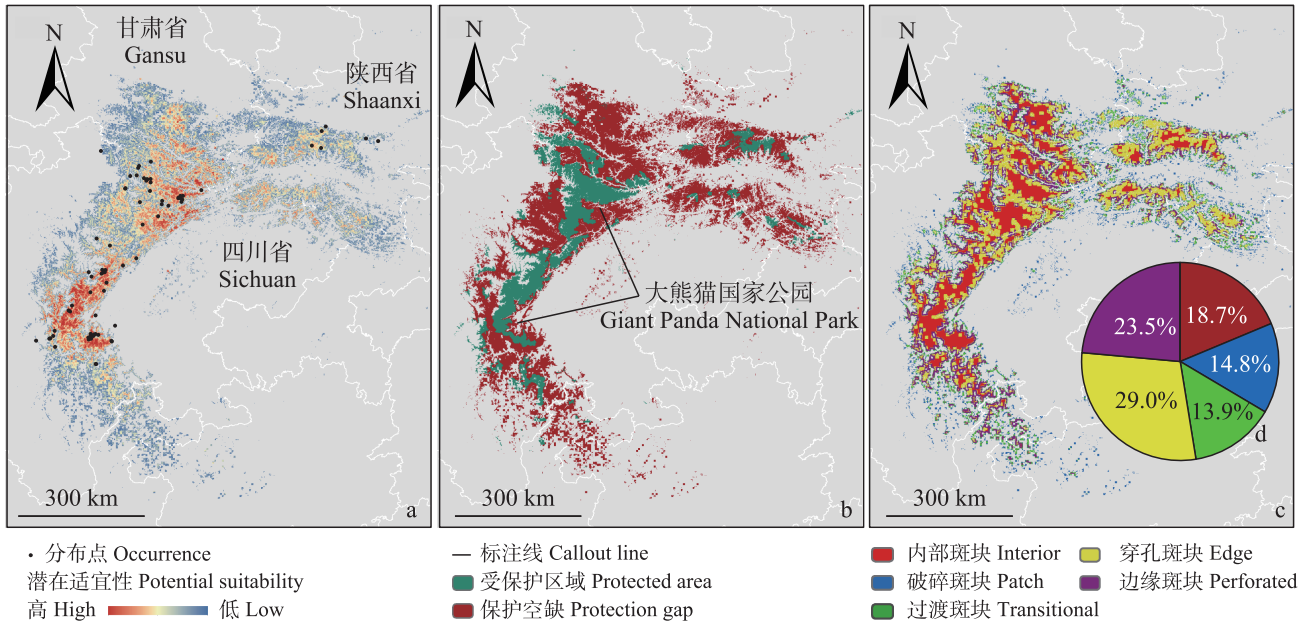


图 1 四川旋木雀潜在栖息地分布状况、保护空缺与破碎化分析结果

Fig. 1 Potential distribution, protection gaps and habitat fragmentation of *Certhia tianquanensis*

a. 四川旋木雀潜在栖息地适宜性; b. 四川旋木雀潜在栖息地受保护情况; c. 四川旋木雀潜在栖息地破碎化分析结果; d. 各类栖息地斑块所占的比例, 颜色与 c 图一致。底图来源于中国标准地图服务 (211.159.153.75), 审图号 GS (2023) 2767 号。
 a. Potential distribution of Sichuan Treecreeper; b. Conservation status of Sichuan Treecreeper; c. Functional classification of potential habitat fragmentation patches of Sichuan Treecreeper; d. Proportions of different patches where the color matches with c. Base map from China Standard Map Service (211.159.153.75), review number: GS(2023)2767.

最干季度平均温度 (12.9%) 和植被覆盖类型 (11%), 这 4 项环境因子对四川旋木雀分布的解释力度也最高 (图 2q)。四川旋木雀的潜在栖息地主要位于 2 500 m 海拔附近 (图 2j), 主要植被类型为郁闭常绿针叶林或常绿阔叶林 (图 2p), 主要偏好靠近水源 (图 2o)、坡度较大、人类干扰很低的森林生境 (图 2l, m)。在一定范围内四川旋木雀对气候条件有最优适应区, 而对坡向和森林覆盖度无明显偏好。

使用自然保护区与国家公园范围进行叠加分析发现, 四川旋木雀共有约 52 700 km² 的潜在栖息地受到保护, 占总面积的 26.9%, 且受保护的区域多位于其核心栖息地 (图 1b)。大熊猫国家公园所保护的栖息地面积最高, 约为 16 500 km², 达到四川旋木雀潜在栖息地面积的 8.4%, 并且对四川旋木雀的内部斑块保护效益最高。除国家公园外, 保护四川旋木雀潜在栖息地面积超过 800 km² 的国家级自然保护区

单位仅有 9 处 (表 1)。大熊猫国家公园包含了大部分甘肃白水江国家级自然保护区和四川卧龙国家级自然保护区, 结果中并未对其保护面积进行重复计算。对于国家级保护区而言, 甘肃白水江国家级自然保护区涵盖了 1.1% 的四川旋木雀潜在栖息地。总体上四川旋木雀的核心分布区, 即内部斑块仅有 48.9% 受到保护, 总面积约 18 000 km²。

2.3 栖息地破碎化分析

四川旋木雀栖息地破碎化程度随扩散距离增加而下降 (表 2)。对四川旋木雀的潜在栖息地破碎化斑块进行分类, 发现其内部分布区仅有约 38 900 km², 占比 18.7% (图 1c, d), 主要分布于我国四川省中部和东北部、甘肃省南部和陕西省南部。四川旋木雀潜在分布区中占比最大的功能分类为穿孔斑块, 面积为 60 130 km², 占比 29.0%。四川旋木雀潜在分布区中破碎化严重的区域约为 30 600 km², 占比

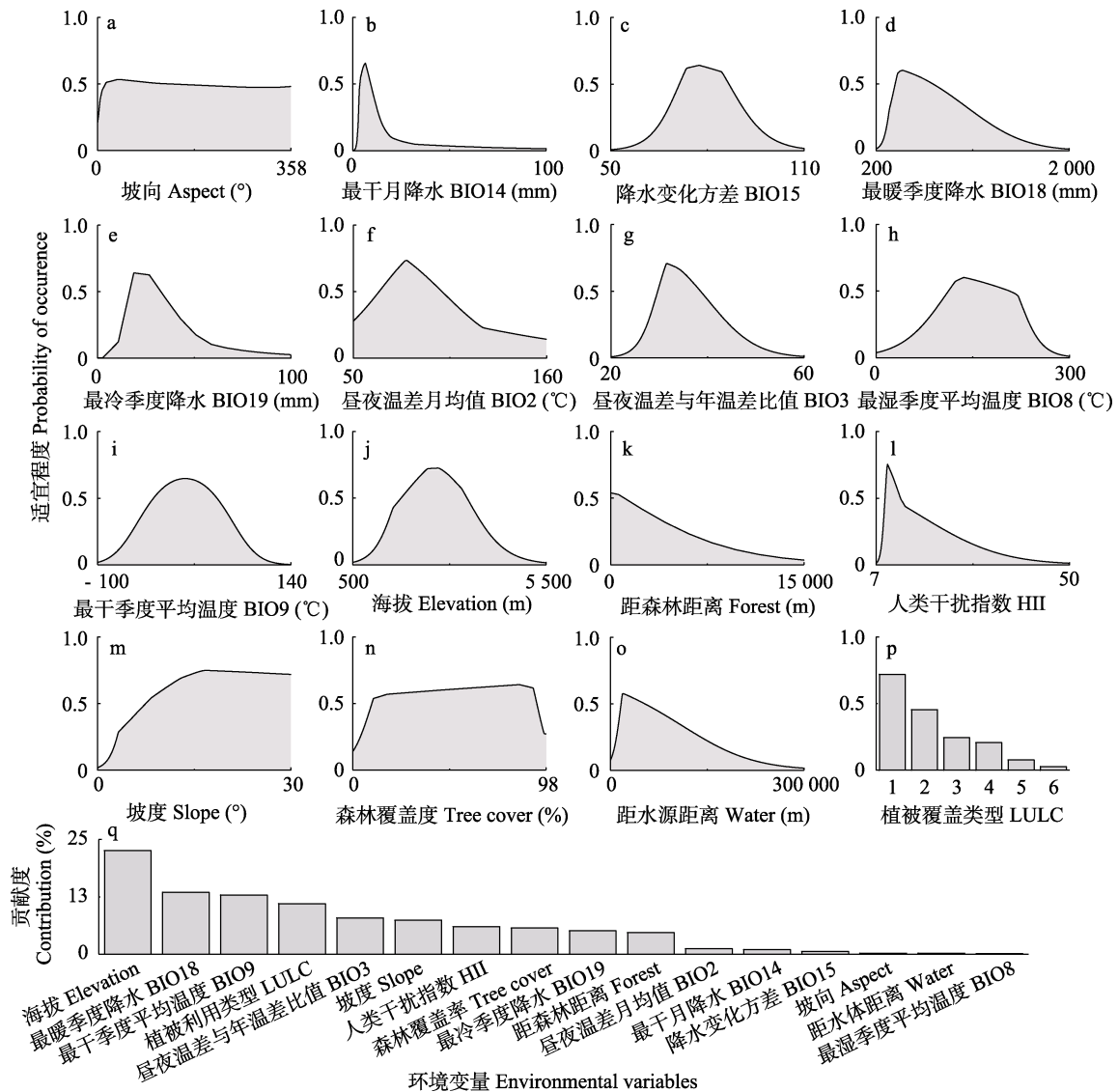


图2 模型中各环境因子的反应曲线与贡献度

Fig. 2 Reaction of species occurrence probability to each environmental variable and the contribution of each variable in model building

a ~ p. 各环境变量在模型中的反应曲线，即各值对应的四川旋木雀潜在适宜程度；p 图中，植被覆盖类型 1~6 分别为郁闭常绿针叶林、郁闭常绿阔叶林、草地、郁闭落叶阔叶林、灌溉农田和其他，其他植被类型对应着低适宜度（0.027 4），代表不适宜四川旋木雀生存，因此不逐一列出；q. 模型构建中各环境因子的贡献度。

a - p. Reaction of Sichuan Treecreeper occurrence probability to each environmental variable. Land cover type (1 - 6) stands for Closed evergreen needle-leaved forest, Closed evergreen broadleaved forest, Grassland, Closed deciduous broadleaved forest, Irrigated cropland and other types. Other types are not explicit here because of their low suitability for Sichuan Treecreeper (0.027 4); q. Contribution of each variable in model building. BIO2. Mean diurnal range; BIO3. Isothermality; BIO8. Mean temperature of wettest quarter; BIO9. Mean temperature of driest quarter; BIO14. Precipitation of driest month; BIO15. Precipitation seasonality; BIO18. Precipitation of warmest quarter; BIO19. Precipitation of coldest quarter; HII. Human influence index; LULC. Land use and land cover; Forest. Distance to forest; Water. Distance to water

表 1 保护四川旋木雀栖息地面积超过 800 km² 的自然保护区和国家公园信息

Table 1 Major nature reserves and nation parks that protect habitat of *Certhia tianquanensis* covering over 800 km²

名称 Name	保护面积 (km ²) Area protected	核心面积** (km ²) Interior area protected	保护比例 (%) Proportion of habitat protected
大熊猫国家公园 Giant Panda National Park*	16 467.43	9 194.20	8.4
甘肃白水江国家级自然保护区 Baishuijiang National Natural Reserve, Gansu	2 197.55	1 089.33	1.1
四川卧龙国家级自然保护区 Wolong National Natural Reserve, Sichuan	1 690.64	756.11	0.9
甘肃插岗梁省级自然保护区 Chagangliang Provincial Natural Reserve, Gansu	1 385.74	388.91	0.7
四川贡杠岭省级自然保护区 Gonggangling Provincial Natural Reserve, Sichuan	1 330.04	85.90	0.7
甘肃白龙江阿夏省级自然保护区 Bailongjiang Axia Provincial Natural Reserve, Gansu	993.99	3.78	0.5
四川米亚罗省级自然保护区 Miyaluo Provincial Natural Reserve, Sichuan	968.51	32.09	0.5
甘肃洮河国家级自然保护区 Taohe National Natural Reserve, Gansu	880.72	0.00	0.4
四川包座县级自然保护区 Baozuo Prefectural Natural Reserve, Sichuan	831.63	39.65	0.4
四川雪宝顶国家级自然保护区 Xuebaoding National Natural Reserve, Sichuan	823.14	488.03	0.4

* 大熊猫国家公园包含甘肃白水江国家级自然保护区和四川卧龙国家级自然保护区的大部分区域;** 四川旋木雀栖息地功能分类中内部斑块受保护的面积。

* Baishuijiang National Natural Reserve and Wolong National Natural Reserve are parts of the Giant Panda National Park. ** Area of protected interior habitat of Sichuan Treecreeper.

表 2 四川旋木雀栖息地破碎化分析结果

Table 2 Habitat fragmentation analysis of *Certhia tianquanensis*

扩散距离 (km) Dispersal distance	斑块数量 Patch number	斑块密度 (个/hm ²) Patch density (patch/hm ²)	最大斑块指数 Largest patch index	景观性形状指数 Landscape shape index	相关性长度 (m) Correlation length
1	713	0.003 2	80.86	27.59	207 005.09
2	474	0.001 8	81.00	22.13	219 834.47
4	229	0.000 7	78.05	14.70	225 635.00
8	105	0.000 2	76.35	10.14	234 661.88

达 14.9%，并且斑块密度高，说明四川旋木雀的栖息地受人为干扰较大、连通性差。

3 讨论

旗舰物种是保护工作的重心，通常基于对旗舰物种的全面研究制定针对这一物种的保护政策。这种策略能够潜在地保护所在地的整体生态环境，进而保护其中那些尚未被充分研究的物种 (Bennett et al. 2015)。对于研究匮乏的物种，往往不具备充足的数据来制定专门的策略，旗舰物种的存在可以为同域分布的这类物种提供附带性保护。我们基于 MaxEnt 模型预测了四川旋木雀的潜在适宜栖息地，通过叠

加自然保护区、国家公园边界和四川旋木雀的分布，发现有 100 处保护区涉及其潜在栖息地，但保护面积比例超过 1% 的仅有大熊猫国家公园和其所管辖的白水江国家级自然保护区，表明对大熊猫的保护工作对四川旋木雀起到了伞护作用。

四川旋木雀对于栖息地的气候条件和植被类型有着较为严格的选择，适应范围较为狭窄，核心分布区主要位于四川盆地西侧，贡嘎山、瓦屋山以及白水江和秦岭地区。预测结果与此前的繁殖生态学研究相符 (Sun et al. 2009)。四川省瓦屋山顶的原始森林中曾发现有密度较高的繁殖种群，该地区虽然遭受过人为砍伐，

但整体保持了原有的格局。结合模型的预测，原始的高山针叶林是四川旋木雀的最适宜栖息地，瓦屋山森林中有大量枯木，适宜旋木雀繁殖，因此该地区得以维持较高的种群密度。然而近期考察发现瓦屋山顶的四川旋木雀数量有所下降，这可能与旅游开发以及枯木的清理有关。建议当地管理部门尽量保持森林的原始性，特别是保留可以作为四川旋木雀巢址的枯木，努力恢复四川旋木雀的栖息地质量。

旋木雀属鸟类的形态和行为等特征分化程度低，属内近缘物种很少同域共存。然而在青藏高原南部的尼泊尔地区存在最多 4 种旋木雀属物种共存的现象 (Sun et al. 2009)。在瓦屋山的调查中发现，四川旋木雀在较高海拔分布区内与霍氏旋木雀 (*C. hodgsoni*) 存在同域共存，四川旋木雀在较低海拔占据优势，而 3 000 m 以上的地区仅有霍氏旋木雀分布。模型分析中海拔因素在四川旋木雀的栖息地选择中占据了最高的贡献度，这可能说明不同旋木雀物种存在海拔梯度的生态位分化，此推论尚需进一步实地调查验证。土地利用类型在四川旋木雀的栖息地预测中也有较高的贡献度，可以看出四川旋木雀对于栖息地植被的要求非常高，并偏好人类干扰更少的地区，与此前的实地研究相符。

四川旋木雀的核心栖息地面积占比较低，大面积的分布区为破碎化的零散斑块，连通性差。随着扩散能力的下降，物种的栖息地破碎化程度会进一步加剧。因此需要在保护四川旋木雀核心分布区的同时，加强对穿孔斑块以及破碎化较为严重的栖息地进行恢复和保护，修复其栖息地的连贯性。根据保护空缺分析，未受保护的核心栖息地位于甘肃省南部迭部县及其东北部地区。该地区缺乏对鸟类多样性的详细调查，未来需要在该区域对四川旋木雀是否存在进行实地调查，以确定该区域是否为四川旋木雀的实际分布区。

保护区规划一般是有针对性地保护具有代表性的物种 (马建章等 2012)，这种保护策略

有助于推动其他受威胁物种的保护，尤其是对分布面积狭窄且缺乏研究资料积累的物种具有附加保护作用 (宋凯等 2016, Shen et al. 2020, Wang et al. 2023)。在进一步的保护工作中，应结合四川旋木雀核心栖息地分布，制定更为科学的调查与保护计划，防止人为破坏。四川旋木雀对于栖息地的严格选择，尤其是带有枯木的独特森林生态系统，这使其成为森林栖息地质量及保护成效的良好指示物种。在未来的保护规划中，可以将四川旋木雀作为保护的旗舰种之一，以促进对类似严格森林栖息地鸟类的保护。

参 考 文 献

- Ahmadi M, Hemami M R, Kaboli M, et al. 2023. MaxEnt brings comparable results when the input data are being completed; Model parameterization of four species distribution models. *Ecology and Evolution*, 13(2): e9827.
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6): 1223–1232.
- Bennett J R, Maloney R, Possingham H P. 2015. Biodiversity gains from efficient use of private sponsorship for flagship species conservation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1805): 20142693.
- Brambilla M, Scridel D, Bazzi G, et al. 2020. Species interactions and climate change: how the disruption of species co-occurrence will impact on an avian forest guild. *Global Change Biology*, 26(3): 1212–1224.
- Clergeau P, Burel F. 1997. The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning*, 38(1/2): 37–43.
- Cohen J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1): 37–46.
- Fitzpatrick M C, Sanders N J, Ferrier S, et al. 2011. Forecasting the future of biodiversity: a test of single- and multi-species models for ants in North America. *Ecography*, 34(5): 836–847.
- Fletcher Jr R J, Reichert B E, Holmes K. 2018. The negative effects of habitat fragmentation operate at the scale of dispersal.

- Ecology, 99(10): 2176–2186.
- Flory A R, Kumar S, Stohlgren T J, et al. 2012. Environmental conditions associated with bat white-nose syndrome mortality in the north-eastern United States. *Journal of Applied Ecology*, 49(3): 680–689.
- Gill F, Donsker D, Rasmussen P. 2024. IOC World Bird List. Ver. 14.1. [EB/OL]. [2024-05-24]. <http://www.worldbirdnames.org/>.
- Hansen M C, Potapov P V, Moore R, et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160): 850–853.
- Hernandez P A, Graham C H, Master L L, et al. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5): 773–785.
- Last of the Wild Project. 2005. Global Human Influence Index (HII) Dataset (IGHP) Version 2. Wildlife conservation society (WCS) Center-for-International-Earth-Science-Information-Network-(CICU), NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Palisades, NY.
- Lu N, Jia C X, Lloyd H, et al. 2012. Species-specific habitat fragmentation assessment, considering the ecological niche requirements and dispersal capability. *Biological Conservation*, 152: 102–109.
- Martens J, Eck S, Sun Y H. 2002. *Certhia tianquanensis* Li, a treecreeper with relict distribution in Sichuan, China. *Journal Für Ornithologie*, 143(4): 440–455.
- McCune J L. 2016. Species distribution models predict rare species occurrences despite significant effects of landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 53(6): 1871–1879.
- Mohammadi A, Almasieh K, Nayeri D, et al. 2021. Identifying priority core habitats and corridors for effective conservation of brown bears in Iran. *Scientific Reports*, 11: 1044.
- Moreno R, Zamora R, Molina J R, et al. 2011. Predictive modeling of microhabitats for endemic birds in South Chilean temperate forests using Maximum entropy (Maxent). *Ecological Informatics*, 6(6): 364–370.
- Pearce J, Ferrier S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133(3): 225–245.
- Phillips S J, Anderson R P, Schapire R E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3/4): 231–259.
- Riitters K, Wickham J D, O'Neill R, et al. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology*, 4(2): art3.
- Shen X L, Li S, McShea W J, et al. 2020. Effectiveness of management zoning designed for flagship species in protecting sympatric species. *Conservation Biology*, 34(1): 158–167.
- Sun Y H, Jiang Y X, Martens J, et al. 2009. Notes on the breeding biology of the Sichuan Treecreeper (*Certhia tianquanensis*). *Journal of Ornithology*, 150(4): 909–913.
- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, et al. 2009. BIOMOD-a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32(3): 369–373.
- Wang B, Zhong X, Xu Y, et al. 2023. Optimizing the Giant Panda National Park's zoning designations as an example for extending conservation from flagship species to regional biodiversity. *Biological Conservation*, 281: 109996.
- Zhang C L, Chen Y, Xu B D, et al. 2020. Improving prediction of rare species' distribution from community data. *Scientific Reports*, 10(1): 12230.
- Zhang J, Cao H Q, Hu C S, et al. 2023. Overwintering cranes, waders, and shorebirds versus ducks and coots showed contrasting long-term population trends in Caohai wetland in Guizhou Province, China. *Diversity*, 15(9): 985.
- Zhang X, Liu L Y, Chen X D, et al. 2021. GLC_FCS30: global land-cover product with fine classification system at 30 m using time-series Landsat imagery. *Earth System Science Data*, 13(6): 2753–2776.
- Zhao Z Y, Xiao N W, Shen M, et al. 2022. Comparison between optimized MaxEnt and random forest modeling in predicting potential distribution: a case study with *Quasipaa boulengeri* in China. *Science of the Total Environment*, 842: 156867.
- 范志勇. 2018. 国家公园与伞物种(旗舰物种)景观尺度的栖息地破碎化治理——以大熊猫保护和长白山自然保护区为案例. *林业建设*, (5): 140–147.
- 李春铧, 王锦, 马焕成. 2023. 基于旗舰物种保护的国家公园研究进展. *自然保护地*, 3(1): 15–24.
- 李桂垣. 1995. 四川旋木雀一新亚种——天全亚种(雀形目: 旋木

- 雀科). 动物分类学报, 20(3): 373–377. 40(4): 33.
- 马建章, 戎可, 程鲲. 2012. 中国生物多样性就地保护的研究与实践. 生物多样性, 20(5): 551–558. 魏辅文, 聂永刚, 苗海霞, 等. 2014. 生物多样性丧失机制研究进展. 科学通报, 59(6): 430–437.
- 宋凯, 宓春荣, 赵玉泽, 等. 2016. 百花山国家级自然保护区褐马鸡栖息地利用分析. 动物学杂志, 51(3): 363–372. 杨启杰. 2021. 基于 MaxEnt 模型的孑遗植物杪栲在不同时期的潜在适生区研究. 杭州: 浙江大学硕士学位论文.
- 孙悦华, Martens J. 2005. 陕西秦岭发现四川旋木雀. 动物学杂志, 郑光美. 2023. 中国鸟类分类与分布名录. 4 版. 北京: 科学出版社.

附录 1 环境因子信息

Appendix 1 Environmental variables

变量名 Name	变量信息 Description	单位 Unit
BIO1	年平均气温 Annual mean temperature	℃
BIO2	昼夜温差月均值 Mean diurnal range [mean of monthly (max temp - min temp)]	℃
BIO3	昼夜温差与年温差比值 Isothermality [(BIO2 / BIO7) × 100]	无 NA
BIO4	季节性温度变化 Temperature seasonality (standard deviation × 100)	℃
BIO5	最热月最高温 Max temperature of warmest month	℃
BIO6	最冷月最低温 Min temperature of coldest month	℃
BIO7	年温度变化范围 Temperature annual range (BIO5 - BIO6)	℃
BIO8	最湿季度平均温度 Mean temperature of wettest quarter	℃
BIO9	最干季度平均温度 Mean temperature of driest quarter	℃
BIO10	最暖季度平均温度 Mean temperature of warmest quarter	℃
BIO11	最冷季度平均温度 Mean temperature of coldest quarter	℃
BIO12	年平均降水 Annual precipitation	mm
BIO13	最湿月降水 Precipitation of wettest month	mm
BIO14	最干月降水 Precipitation of driest month	mm
BIO15	降水变化方差 Precipitation seasonality (coefficient of variation)	mm
BIO16	最湿季度降水 Precipitation of wettest quarter	mm
BIO17	最干季度雨量 Precipitation of driest quarter	mm
BIO18	最暖季度降水 Precipitation of warmest quarter	mm
BIO19	最冷季度降水 Precipitation of coldest quarter	mm
Elevation	海拔 Elevation	m
Aspect	坡向 Aspect	°
Slope	坡度 Slope	°
LULC	植被利用类型 Land use and land cover	无 NA
Water	距水体距离 Distance to water	m
Forest	距森林距离 Distance to forest	m
Tree cover	森林覆盖率 Percentage of tree cover	%
HII	人类干扰指数 Human influence index	无 NA